



Ingeniería. Investigación y Tecnología

ISSN: 1405-7743

iit.revista@gmail.com

Universidad Nacional Autónoma de México
México

Madrigal Monárrez, I.; Benoit, P.; Barriuso, E.; Réal, B.; Dutertre, A.; Moquet, M.
Retención de plaguicidas en zonas amortiguadoras. Caso del isoproturon
Ingeniería. Investigación y Tecnología, vol. VIII, núm. 1, enero - marzo, 2007, pp. 35-43
Universidad Nacional Autónoma de México
Distrito Federal, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40480104>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica
Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



Retención de plaguicidas en zonas amortiguadoras. Caso del isoproturon

I. Madrigal-Monárrez¹, P. Benoit¹, E. Barriuso¹, B. Réal², A. Dutertre² y M. Moquet²

¹ INRA, Unité Environnement et Grandes Cultures, 78850 Thiverval-Grignon. Francia

² ARVALIS, Service Techniques de Production, 80200 Estrées-Mons. Francia

E-mail: i.madrigal@unesco.org

(Recibido: noviembre de 2005 ; aceptado: septiembre de 2006)

Resumen

La instalación de zonas amortiguadoras es una de las soluciones propuestas para combatir la contaminación de aguas superficiales por plaguicidas. Los trabajos existentes muestran que estas zonas pueden limitar el transporte de agroquímicos hacia los cuerpos de agua. Sin embargo, existe muy poca información sobre el devenir de los productos interceptados, devenir que está relacionado con el funcionamiento fisicoquímico y biológico de estas zonas. En este trabajo se evaluó la retención de un herbicida, el isoproturon, en suelos provenientes de barreras de hierba, zonas arboladas y parcelas de cultivo del sitio experimental de ARVALIS en la Jaillière, Francia. Los experimentos fueron realizados en condiciones controladas de laboratorio utilizando el isoproturon marcado con ¹⁴C en el anillo bencénico. Los resultados muestran que la retención del isoproturon es más fuerte en los suelos de las zonas amortiguadoras que en los de la parcela de cultivo, particularmente en los horizontes superficiales donde el contenido de materia orgánica es más elevado. Asimismo, la desorción de la molécula es más difícil en los horizontes superficiales de las zonas amortiguadoras que en el horizonte de trabajo de la parcela de cultivo. Estos resultados confirman el interés potencial de los dispositivos amortiguadores en la protección de los cuerpos de agua superficiales contra la contaminación de origen agrícola.

Descriptores: Plaguicidas, contaminación, retención, materia orgánica, zonas amortiguadoras.

Abstract

The installation of buffer zones is one of the solutions proposed to combat surface water contamination by pesticides. Existing studies show that these zones can limit the transfer of agrochemicals to water bodies. However, very little information exists about what happens to the intercepted products. Their evolution is related to the physicochemical and biological functioning of these buffer zones. This study examined the retention of a herbicide, isoproturon, in soils from grassed buffer strips, forest area and cropped soil from the ARVALIS experimental site in La Jaillière, France. The experiments were carried out under controlled laboratory conditions using isoproturon marked with ¹⁴C in the benzene ring. The results show that the retention of the isoproturon was greater in the soils from the buffer zones than in the soils from the cropped soil, particularly in surface horizons, which have a higher content in organic matter. In addition, the desorption of the molecule is more difficult in the surface horizons of the buffer zones than in the worked layer of the cropped soil. These findings confirm the potential value of buffer zones in protecting surface water from agricultural contaminants.

Keywords: *Pesticide, contamination, sorption, soil organic matter, buffer zones, water.*

Introducción

Desde hace varios años, los agroquímicos utilizados en la agricultura son asociados a la degradación del medio ambiente, debido a la contaminación de los cuerpos de agua por plaguicidas (Schiavon *et al.*, 1995; Louchart *et al.*, 1998; Bounet *et al.*, 2002). La instalación de zonas amortiguadoras es una de las soluciones propuestas para combatir este tipo de contaminación (Patty, 1997; CORPEN, 1997). Existen diferentes tipos de zonas amortiguadoras como las barreras de hierba (*grassed buffer strips*) y las zonas arboladas. Las barreras de hierba son hasta la actualidad, los dispositivos más estudiados. Los trabajos existentes muestran que más del 70% de los plaguicidas solubles e insolubles transportados en las escorrentías, pueden ser retenidos por estos dispositivos (Patty, 1997; Patty *et al.*, 1997). La eficiencia de las barreras de hierba obliga a cuestionarse sobre los riesgos de contaminación del manto freático por las escorrentías que pueden infiltrarse a través de estas zonas y sobre el futuro de los productos interceptados. Respecto al primer punto, los resultados obtenidos por Soullier *et al.*, (2002) a partir de una simulación de escorrentías en una barrera de hierbas del sitio experimental de La Jaillière, Francia, confirman

los obtenidos previamente en el mismo sitio por Patty (1997), que muestran que la infiltración es uno de los principales factores que contribuyen a la disipación de plaguicidas en el seno de estos dispositivos. Sin embargo, no existe mucha información sobre el papel de los otros mecanismos implicados (Figura 1) como la retención de plaguicidas en los horizontes de suelo atravesados por las escorrentías. Asimismo, no se ha cuantificado aún la participación relativa de cada mecanismo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar las capacidades de depuración de un herbicida, el isoproturon (IPU), en los suelos de diferentes barreras de hierba y de una zona arbolada en lo que respecta principalmente a su retención (movilidad). El comportamiento del IPU en las zonas amortiguadoras fue comparado con el observado en los suelos de una parcela de cultivo utilizados como suelo testigo.

Materiales y métodos

Características de los suelos y el plaguicida estudiado

Los suelos utilizados en el estudio, provienen del sitio experimental de ARVALIS de La Jaillière, situado en la Loira Atlántica al Oeste

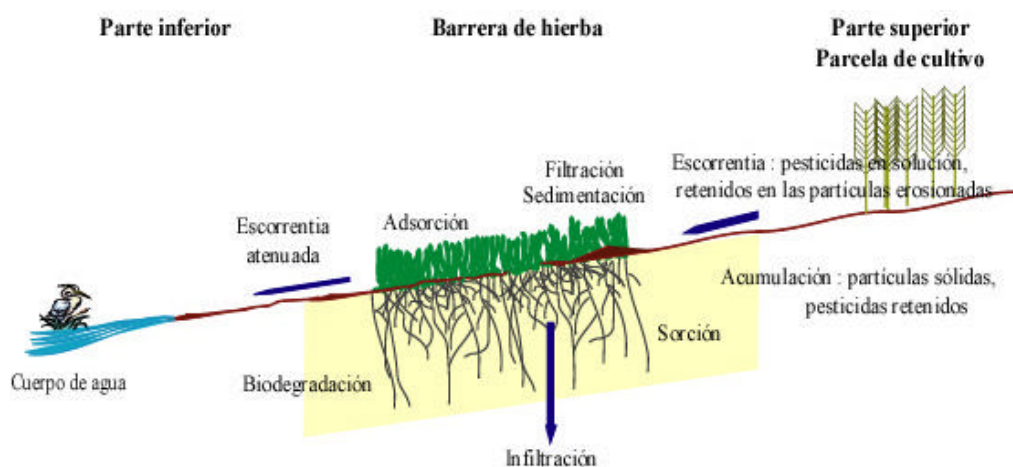


Figura 1. Mecanismos de acción de un dispositivo con hierbas: caso de los agroquímicos, (Patty, 1997).

de Francia (Figura 2). El sitio experimental se ubica en una zona de formaciones volcánicas sedimentarias y el suelo del sitio es poco profundo e hidromorfo (Patty *et al.*, 1997; Patty, 1997). Las condiciones climáticas del sitio están bajo la influencia oceánica y la pluvometría promedio anual es de 650 mm, distribuida principalmente en el invierno y la primavera. Las temperaturas en el año son relativamente bajas: 4° C en el invierno y 18° C en el verano (temperaturas promedio diarias).

Los dispositivos experimentales estudiados (Figura 2) fueron cuatro barreras de hierba (BE), una zona arbolada (ZB) y una parcela de cultivo (PC). Las BE constituidas de pasto inglés tienen diferentes longitudes (0, 6, 12 y 18 m) y fueron instaladas en la parte inferior de una parcela de cultivo en 1992 (Patty *et al.*, 1997; Real *et al.*, 1997). La PC es utilizada con una rotación de cultivo maíz-trigo. La ZB considerada está compuesta de castaños, tiene una edad aproximada de 80 años y forma parte del mismo sitio experimental. La toma de muestras se realizó en el invierno de 1999 a diferentes profundidades para diferenciar los horizontes afectados por el trabajo del suelo o por la instalación de una cubierta vegetal permanente. Las muestras de suelo fueron tomadas con una pequeña pala para la cama superficial de hojas y las capas superficiales. Para los horizontes subyacentes de suelo, el levantamiento fue hecho con un

taladro. Se recolectaron dos horizontes superficiales orgánicos 0-2 y 2-10 cm de la ZB (Figura 3). Se distinguieron cuatro niveles de profundidad: 0-2, 2-13, 13-30, 30-60 cm de las BE, sobre la base de criterios morfológicos: color relacionado con el contenido de materia orgánica (MO), densidad y profundidad de las raíces. Finalmente, de la PC se recolectaron dos horizontes correspondientes al horizonte de trabajo (0-30 cm) y al horizonte subyacente (30-60 cm).

Las muestras fueron conservadas en una hielera hasta el regreso al laboratorio en donde se mezclaron para obtener una masa representativa, asimismo, una parte de aproximadamente 3 Kg fue secada sobre hojas de papel filtro de 2 a 3 días en condiciones ambientales de laboratorio. La muestra de suelo se conservó en una cámara fría a 4°C hasta su utilización. Las características analíticas de los suelos (Tabla 1) fueron obtenidas por el laboratorio de análisis de suelo del INRA de Arras, Francia, a partir de muestras cernidas a 2 mm, utilizando el método basado en la norma francesa X 31-107 (AFNOR, 1999). Los contenidos de carbono y nitrógeno de los suelos fueron determinados con un Analizador de Carbono Orgánico Total (TOC-5000A, Shimadzu) acoplado a un Módulo para Muestras Sólidas (SSM-5000A, Shimadzu) y un Analizador NA 1500 CN (Fisons Instrument), respectivamente. Todos los análisis fueron realizados por triplicado.



Figura 2. Dispositivos experimentales instalados en el sitio de ARVALIS de La Jaillière. (A) Barreras de hierba en la parte inferior de una parcela de cultivo. (B) Zona arbolada.

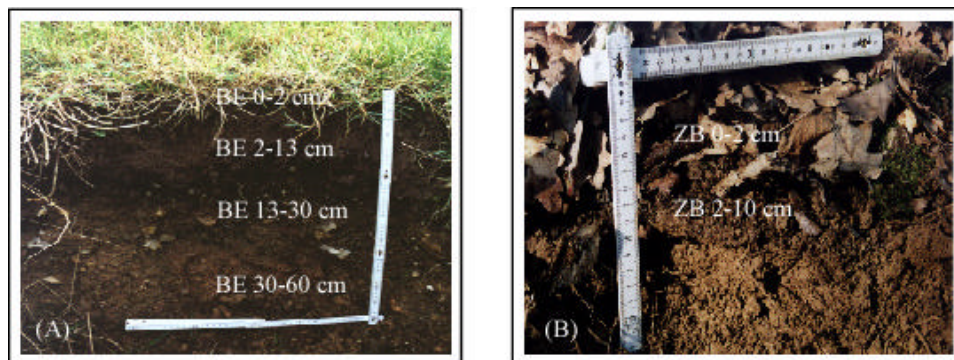


Figura 3. Perfiles de los suelos levantados. (A) Barrera de hierba y (B) Zona Arbolada

Tabla 1. Características de los suelos utilizados en el estudio

Dispositivo Profundidad (cm)	pH agua	C	N	C:N	Arenas gruesas	Arenas finas	Limos gruesos	Limos finos	Arcillas
		-----	g kg ⁻¹	----		-----	g kg ⁻¹	-----	
Parcela de cultivo									
PC 0-30	6.4	14.3 ± 0.2	1.4 ± 0.1	9.9 ± 0.1	332 ± 5.2	104 ± 2.4	151 ± 7.8	204 ± 2.4	209 ± 2.6
PC 30-60	6.7	8.0 ± 0.4	0.9 ± 0.1	8.5 ± 0.1	231 ± 2.3	142 ± 2.1	158 ± 6.7	233 ± 1.6	236 ± 2.4
Barrera de hierba									
BE 0-2	6.1	37.8 ± 1.1	3.3 ± 0.1	11.5 ± 0.2	184 ± 10.3	132 ± 3.7	195 ± 7.0	239 ± 3.7	250 ± 8.7
BE 2-13	6.3	18.9 ± 0.9	1.8 ± 0.0	10.5 ± 0.3	246 ± 19.9	117 ± 5.7	180 ± 2.6	224 ± 2.1	233 ± 2.7
BE 13-30	6.6	13.9 ± 0.4	1.5 ± 0.1	9.3 ± 0.3	253 ± 15.3	123 ± 4.9	172 ± 3.5	224 ± 4.6	228 ± 5.4
BE 30-60	6.5	10.9 ± 0.7	1.3 ± 0.0	8.4 ± 0.1	293 ± 12.8	104 ± 2.8	145 ± 2.6	203 ± 5.4	255 ± 5.6
Zona arbolada									
ZB 0-2	5.3	71.1 ± 2.6	4.2 ± 0.1	16.9 ± 0.5	182 ± 5.8	92 ± 2.1	216 ± 3.3	281 ± 6.9	228 ± 4.8
ZB 2-10	5.0	52.4 ± 0.3	3.5 ± 0.0	14.8 ± 0.0	178 ± 8.2	97 ± 2.9	212 ± 4.1	297 ± 7.6	216 ± 1.0

En general, los suelos utilizados en el estudio fueron cafés hidromorfos de textura limoarcillosa, 22% de arcillas, 46% de limos y 32% de arenas. La diferencia más importante entre ellos fue la MO, cuyo contenido es más elevado en los suelos de la BE y la ZB. La presencia de MO disminuyó de manera clásica con la profundidad de los suelos, particularmente los de la BE.

Herbicida

El isoproturon [3-(4-isopropilfenil)-1, 1-dimetilurea], es un herbicida selectivo sistemático de la familia

de las fenilureas substituidas, comúnmente utilizado en los cultivos de trigo y cebada (The Pesticide Manual, 1994). La molécula utilizada en este estudio fue el IPU uniformemente marcado al ¹⁴C en el anillo bencénico. Su pureza radioactiva es superior a 95% y la actividad específica de 2660 Mbq mmol⁻¹. La molécula fue suministrada por Amersham, (Les Ulis, Francia).

Estudio de la sorción

Se prepararon cuatro soluciones de ¹⁴C-IPU en CaCl₂ 10⁻² M. Las concentraciones utilizadas

fueron 0.24, 0.56, 0.99 y 4.15 mg L⁻¹. La radioactividad de estas soluciones fue de 58, 82, 107 y 177 Bq mL⁻¹, respectivamente. Las isothermas de sorción se obtuvieron mediante la técnica batch de equilibrio. Muestras de 5 g de suelo se trataron por triplicado con 10 mL de la solución acuosa de IPU. Después de una agitación rotativa durante 24 h a 23 ± 1 °C, las suspensiones fueron centrifugadas a 2000 g durante 10 min. Experimentos preliminares indicaron el tiempo de 24 h suficiente para alcanzar el equilibrio. La concentración de equilibrio (*C_e*) del IPU se determinó a partir de la actividad de la solución sobrenadante, 1 mL de solución se mezcló con 4 mL de líquido de centello y su actividad se midió en desintegraciones por minuto en un contador de centello en medio líquido Tri-carb 2100 TR Packard Instrument. La cantidad de ¹⁴C-IPU retenida en el suelo (*x/m*, mg ¹⁴C-IPU kg⁻¹ suelo) para las diferentes concentraciones, se obtuvo por diferencia, entre las *C_e* y las concentraciones iniciales expresadas en mg L⁻¹.

Estudio de la desorción

La desorción del IPU se estudió utilizando las muestras de suelo tratadas inicialmente con la solución más concentrada durante el estudio de la sorción. Después de alcanzar el equilibrio de

sorción, se removieron 10 mL de la solución de equilibrio y se reemplazaron por 10 mL de CaCl₂ 10⁻² M. Las muestras fueron agitadas y centrifugadas siguiendo el protocolo descrito anteriormente. Después de cada desorción, la radioactividad presente en los sobrenadantes fue determinada por conteo de centello en medio líquido. Se realizaron en total cinco desorciones sucesivas. La cantidad de compuesto sorbida por el suelo en cada etapa de desorción fue calculada como la diferencia entre la cantidad inicial sorbida y la cantidad desorbida. Todas las determinaciones fueron llevadas a cabo por triplicado.

Resultados

Retención del isoproturon

Sorción

En la figura 4 se muestran las isothermas de sorción obtenidas para los diferentes suelos. Todas las isothermas obtenidas se ajustan a la ecuación de Freundlich: $x/m = K_f C_e^n$ donde K_f y n son constantes empíricas relacionadas con la capacidad y la intensidad de la sorción, respectivamente (Calvet, 1980) con valores de r^2 entre 0.99 y 1.0. A partir de esta ecuación, se calculan los principales parámetros de la sorción (Tabla 2).

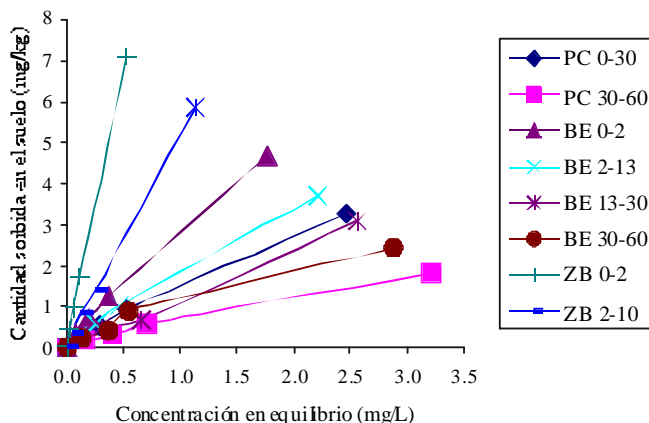


Figura 4. Isothermas de sorción del isoproturon en los diferentes horizontes de suelo de la barrera de hierbas, la zona arbolada y la parcela de cultivo

Tabla 2. Coeficientes de sorción de Freundlich (K_f et n), coeficientes de correlación (r^2), coeficientes de partición (K_d) y coeficientes de partición sobre la MO (K_{oc}). Los valores de K_d y K_{oc} fueron determinados para una concentración de IPU en equilibrio de 0.15 mg L^{-1}

Dispositivo Profundidad (cm)	K_f	n	r^2	K_d (L kg^{-1})	K_{oc} (L kg^{-1})
Parcela de cultivo					
PC 0-30	1.5 ± 0.1	0.82 ± 0.03	0.99	2.2 ± 0.0	144 ± 1
PC 30-60	0.7 ± 0.0	0.80 ± 0.02	0.99	1.0 ± 0.0	129 ± 1
Barrera de hierba					
BE 0-2	2.9 ± 0.1	0.86 ± 0.02	0.99	3.8 ± 0.1	120 ± 1
BE 2-13	1.9 ± 0.1	0.84 ± 0.01	1.00	2.6 ± 0.0	137 ± 0
BE 13-30	1.2 ± 0.0	0.80 ± 0.02	0.96	1.8 ± 0.0	131 ± 0
BE 30-60	1.1 ± 0.0	0.82 ± 0.01	0.96	1.5 ± 0.0	139 ± 0
Zona arbolada					
ZB 0-2	11.9 ± 0.2	0.87 ± 0.01	0.99	15.1 ± 0.1	148 ± 0
ZB 2-10	5.1 ± 0.3	0.89 ± 0.03	1.00	6.2 ± 0.0	162 ± 1

Los valores de n son inferiores a la unidad. Estos valores se sitúan entre 0.80 y 0.89 con un promedio de 0.84. De acuerdo con la clasificación propuesta por Giles *et al.*, (1960), las isothermas obtenidas son por consiguiente del tipo de L ($n < 1$); lo que significa una reducción de los sitios de sorción disponibles cuando la concentración de la solución aumenta. Nemeth-Konda *et al.*, (2002), también obtuvieron isothermas del tipo L , estudiando la retención del IPU en suelos provenientes de un bosque de castaños. El parámetro n traduce la curvatura de las isothermas y da una indicación de la afinidad del compuesto por los sitios de sorción (Giles *et al.*, 1960; Calvet, 1989). Los resultados muestran que aunque los valores de n sean del mismo orden de magnitud para las diferentes ocupaciones del suelo, existe una ligera superioridad de este parámetro para los suelos de la ZB y la BE en comparación con los suelos de la PC. Esto indica una afinidad más importante del IPU por estos suelos. Las isothermas de sorción del IPU no son lineales y los valores estimados de K_d varían según la concentración del IPU. Los coeficientes de K_f fueron por consiguiente calculados para un mismo valor de concentración de IPU en equilibrio: 0.15 mg L^{-1} (Tabla 2). Este valor se

encuentra dentro del rango de las concentraciones del IPU detectadas en las escorrentías de La Jaillière (Patty, 1997). Los valores de K_d obtenidos fueron del mismo orden de magnitud que los valores de K_f calculados, por lo que el análisis de los resultados fue realizado a partir de los diferentes valores de K_d . La comparación de los valores de K_d muestran una capacidad de retención más importante que los suelos procedentes de la ZB y la BE (Tabla 2). La sorción del IPU es más fuerte en el horizonte superficial de la ZB, donde el contenido de MO es más importante. Los valores de K_d disminuyen con la profundidad del suelo de la misma manera que el contenido de MO. Una relación similar entre el K_d y la MO ha sido ya demostrada para el IPU (Benoit *et al.*, 1999; Coquet y Barriuso, 2002) y para otras moléculas (Kookana *et al.*, 1992; Oliveira *et al.*, 2001). Estos resultados son similares a los obtenidos anteriormente para el IPU en el mismo sitio experimental (Vidon, 1997). Los valores de K_d obtenidos en los horizontes superficiales, muestra que la capacidad de sorción de la ZB es de dos a cuatro veces mayor que la de la BE y la PC.

Con el fin de describir la correlación entre los diferentes valores de K_d y el contenido de MO

de los suelos, los coeficientes K_d fueron normalizados con respecto al contenido de carbono orgánico (K_{oc}), según la ecuación: $K_{oc} = K_d / CO$ donde CO (Calvet, 1980), representa el contenido de carbono orgánico (Tabla 2). Este coeficiente da cuenta de la afinidad de una molécula por la MO de un suelo. En una primera aproximación, entre más grande sea el valor de K_{oc} , más importante es la afinidad entre el herbicida y la MO del suelo. Los valores de K_{oc} obtenidos para las tres ocupaciones de suelo, muestran diferentes grados de afinidad de las moléculas por la MO. En los horizontes superficiales, el IPU tiene una afinidad superior por la MO humificada de la PC. En los suelos de la BE y la ZB, los valores de K_{oc} son más elevados en los horizontes más profundos que tienen los contenidos de MO más pequeños, lo que puede indicar un incremento de la influencia de las partículas minerales como las arcillas en la porción, junto con la disminución del contenido de MO (Madsen *et al.*, 2000; Clausen y Fabricius, 2001). Estos resultados son coherentes con los de Pedersen *et al.*, (1995) quienes observaron una sorción no despreciable del IPU en cuarzós de arenas con bajos contenidos de arcillas y carbono orgánico.

Desorción

Un fenómeno importante de histéresis entre las isothermas de sorción y de desorción fue ob-

servado en todos los casos. La figura 5 presenta la cantidad de IPU no desorbida después de cinco desorciones sucesivas con $CaCl_2$. La desorción del IPU es menor en las capas superficiales de la BE y la ZB que en el horizonte de trabajo 0-30 cm de la PC. La cantidad de IPU desorbida, aumenta con la profundidad en los suelos de la BE y la ZB. En los horizontes más profundos dónde la vegetación superficial tiene una menor contribución en la cantidad de MO, la retención del IPU es menor. Los resultados relativos a la cantidad no desorbida muestran que la disponibilidad (y la movilidad potencial) de este herbicida es más elevada en los horizontes de suelo más profundos.

Conclusiones

Los resultados muestran que los suelos de los dispositivos amortiguadores tienen una capacidad de retención (K_d) del IPU, superior a los provenientes de la parcela de cultivo. Esta diferencia es particularmente importante en los horizontes superficiales y puede estar relacionada con la diferencia de contenido de MO. Un factor esencial del aumento de la retención en los horizontes superficiales de los suelos con hierbas y de bosque es la presencia de MO, aún poco descompuesta, las cuales presenten elevadas capacidades de sorción de pesticidas (Lickfeldt y Branham, 1995; Benoit *et al.*, 1999). En este sentido, estos resultados están

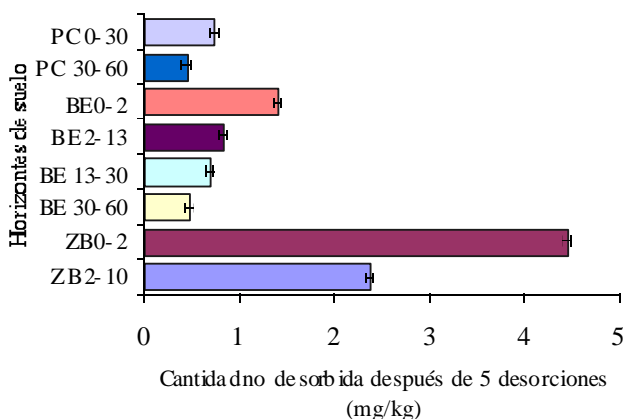


Figura 5. Cantidades de IPU no desorbida después de cinco desorciones sucesivas con $CaCl_2$ en los diferentes horizontes de suelo de las barreras de hierba, la zona arbolada y la parcela de cultivo

relacionados con los obtenidos en trabajos anteriores, que evocan los efectos de la vegetación en la retención de los agroquímicos presentes en las escorrentías (Patty, 1997). Para la zona arbolada, la acumulación de la capa de hojas en la superficie del suelo aumenta la capacidad de retención de manera significativa. La comparación entre los diferentes horizontes de suelos muestra una disminución importante de las capacidades de retención con la profundidad. El IPU es más difícilmente desorbable en los horizontes superficiales de los dispositivos amortiguadores que los de la parcela de cultivo. Esto indica que el IPU es más disponible y más móvil en los horizontes, más allá de 30 cm, en donde la influencia de la vegetación en términos de aporte de MO es muy poca.

Estos resultados confirman el interés potencial de los dispositivos amortiguadores en la protección de los cuerpos de agua superficiales contra la contaminación de origen agrícola. Sin embargo, la eficiencia de estos dispositivos en materia de retención concierne esencialmente los horizontes superficiales donde el contenido de MO es más importante.

Referencias

- AFNOR. (1999). *Qualité Des Sols. Volume 2: Analyse granulométrique par sédimentation. Méthode de la pipette. Norme expérimentale (X 31-107 Juillet 1983).* P. 57-71.
- Benoit P., Barriuso E., Vidon Ph., Réal B. (1999). Isoproturon Sorption and Degradation in a Soil from Grassed Buffer Strip. *J. Environ. Qual.*, 28, pp. 121-129.
- Bournet G., Blanplain O., Kung F. (2002). Les Pesticides Dans les Eaux en France – Actions Préventives - Bilan. Documento de la Oficina Internacional del Agua. París, Francia.
- Calvet R. (1989). *Adsorption of Organic Chemicals in Soils. Environ. Health Perspec.*, 38, pp. 145-177.
- Calvet R. Tercé M., Arvieu J.C. (1980). Mise au Point Bibliographique. Adsorption des Pesticides par les Sols et Leurs Constituants II. Les facteurs de l'adsorption. *Ann. Agron.*, 31, pp. 125-162.
- Clausen L., Fabricius I. (2001). Atrazine, Isoproturon, Mecoprop, 2,4-D, and Bentazone Adsorption onto Iron Oxides. *J. Environ. Qual.*, 30, pp. 858-869.
- Coquet Y., Barriuso E. (2002). Spatial Variability of Pesticide Adsorption within the Topsoil of Small Agricultural Catchments. *Agronomie*, 22, pp. 389-398.
- CORPEN. (1997). *Produits Phytosanitaires et Dispositifs Enherbés. État des Connaissances et Propositions de Mise en Ouvre. Publicación del Grupo CORPEN Arvalis "Dispositifs Enherbés".* París, Francia.
- Giles C.H., MacEwan T.H., Nakhwa S.N., Smith D. (1960). Studies in Adsorption. Part XI. A System of Classification of Solutions Adsorption Isotherms, and its use in Diagnosis of Adsorption Mechanisms and Measurement of Specific Surface of Solids. *J. Chem. Soc.*, 3, pp. 3973-3993.
- Kookana R.S., Aylmore L.A.G., Gerritse R.G. (1992). Time-Dependent Sorption of Pesticides During Transport in Soils. *Soil Sci.*, 154, pp. 214-225.
- Lickfeldt D.W., Branham B.E. (1995). Sorption of Non-Ionic Organic Compounds by Kentucky Bluegrass Leaves and Thatch. *J. Environ. Qual.*, 24, pp. 980-985.
- Louchart X., Voltz M., Andrieux P., Moussa R. (1998). Herbicide Transport to Surface Waters at Field and Watershed Scales in a Mediterranean Vineyard Area. *J. Env. Qual.*, 30, pp. 982-991.
- Madsen L., Lindhardt B., Rosenberg P., Clausen L., Fabricius I. (2000). Pesticides Sorption by low Organic Sediments: a Screening for Seven Herbicides. *J. Environ. Qual.*, 29, pp. 1488-1500.
- Nemeth-Konda L., Füleky G., Morovjan Gy., Cookan P. (2002). Sorption Behaviour of Acetochlor, Atrazine, Carben-dazim, Diazinon, Imidacloprid and Isoproturon on Hungarian Agricultural Soil. *Chemosphere*, 48, pp. 542-552.

- Oliveira R.S., Koskinen W.C., Ferreira F.A. (2001). Sorption and Leaching Potential of Herbicides on Brazilian Soils. *Weed Research*, 41, pp. 97-110.
- Patty L. (1997). Limitation du Transfert par Ruissellement vers les Eaux Superficielles de Deux Herbicides (Isoproturon et Diflufenicanil). Méthodologie Analytique et étude de l'efficacité des Bandes Enherbées. Tesis de doctorado de la Universidad Joseph-Fourier de Grenoble, Francia.
- Patty L., Real B., Gril J. (1997). The use of Grassed Buffer Strips to Remove Pesticides, Nitrate and Soluble Phosphorus Compounds from Runoff Water. *Pestic. Sci.* 4, pp. 243-251.
- Pedersen H.J., Kusdsk P., Helweg A. (1995). Adsorption and ED₅₀ Values of five Soil-Applied Herbicides. *Pestic. Sci.*, 44, pp. 131-136.
- Real B., Patty L., Masson E. (1997). Bandes Enherbées: un Frein au Ruissellement des Produits Phytos. *Perspectives Agricoles*, 221, pp. 40-43.
- Schiavon M., Perrin-Ganier C., Portal J.M. (1995). La Pollution de l'eau par les Produits Phytosanitaires: état et Origine. *Agronomie*, 15, pp. 157-170.
- Souiller C., Coquet Y., Pot V., Benoit P., Réal B., Margoum C., Laillet B., Labat C., Vachier P., Dutertre A. (2002). Dissipation des Produits Phytosanitaires à Travers un Dispositif Enherbé: Mise en Évidence des Processus mis en Jeu par Simulation de Ruissellement et Infiltrométrie (Capacités de Stockage et d'épuration des Sols de Dispositifs Enherbés vis-à-vis des Produits Phytosanitaires. Partie 1). *Étude et Gestion des Sols*, 9, pp. 269-285.
- Vidon Ph. (1997). Rôle des Matières Organiques des Sols des Bandes Enherbées dans la Rétention et la Dégradation des Pesticides: Cas de L'isoproturon. Tesis de maestría en «Fonctionnement Physique, Chimique et Biologique de la Biosphère Continentale». Instituto Agronómico Paris-Grignon (INA P-G) y Universidad de París VI. Francia.

Semblanza de los autores

- Ismael Madrigal-Monárrez.* Es ingeniero bioquímico por el Instituto Tecnológico de Culiacán, maestro en ingeniería ambiental por la UNAM y doctor por el Institut National Agronomique Paris-Grignon de Francia. Actualmente es responsable del Sector de Ciencias en la Misión Permanente de México ante la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) en París.
- Pierre Benoit.* Es ingeniero agrónomo y doctor por el Institut National Agronomique Paris-Grignon de Francia. Actualmente es investigador en el Equipo Suelo de la Unité Mixte de Recherche "Environnement et Grandes Cultures" del Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) en Francia.
- Enrique Barriuso.* Es ingeniero químico y doctor por la Université de Nancy de Francia. Actualmente es director adjunto de la Unité Mixte de Recherche "Environnement et Grandes Cultures" del Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) en Francia.
- Benoît Réal.* Es ingeniero de estudios por el Conservatoire National des Arts et Métiers (CNAM) de Francia. Actualmente es coordinador nacional del tema "Protección de cultivos y ambiente". ARVALIS.
- A. Dutertre.* Es técnico de experimentación en ARVALIS Región Oeste.
- M. Moquet.* Es técnico de experimentación en ARVALIS Región Oeste